

Att flytta förlorade naturvärden

Fungerar ekologisk kompensation för att ersätta naturvärden vid exploatering?

Ekologisk kompensation innebär att naturvärden som går förlorade på en plats tillförs på en annan plats. Tanken är att exploatering av mark- och vattenområden på så vis ska kunna ske samtidigt som värdefull natur bevaras. Fungerar då styrmedlet som avsett? Ekologisk kompensation kan verka vara en enkel lösning på en svår målkonflikt men en lärdom från andra länder är att måluppfyllelsen ofta är låg. Det beror på att ekologisk kompensation tillämpas i situationer där chansen att lyckas är liten i kombination med att det finns incitament som motverkar målet. Ekologisk kompensation fungerar bäst för mindre komplex biologisk mångfald som enkelt kan mätas. Det krävs vidare väl beprövade metoder för restaurering eller nyskapande av ekosystem och att uppföljning och utvärdering sker. Styrmedlet passar vidare ej för hotade eller unika arter och ekosystem.

Inledning

Historiens största boom av exploatering pågår just nu världen över. Mark- och vattenområden tas i anspråk på ett sätt som aldrig tidigare för gruvdrift, dammar, järnväg, vägar, industri och urban expansion (zu Ermgassen m.fl., 2019b). När människan på så vis förändrar naturen får det ofta negativa konsekvenser för platsens djur- och växtliv, dvs. platsens ekosystem, dess biologiska mångfald och de ekosystemtjänster som naturen bidrar med. En konflikt uppstår då mellan miljömål och de samhällsmål som exploateringen bidrar till.

Ett styrmedel som syftar till att balansera behovet av exploatering med behovet av att bevara den biologiska mångfalden och ekosystemtjänster är så kallad ekologisk kompensation. Tanken är att när miljövärden går förlorade på en plats kan det kompenseras för på en annan plats. Målet är vanligen "ingen nettoförlust", dvs. att inga miljövärden ska gå förlorade. Kompensationsåtgärderna kan bestå av restaurering, naturvårdsinriktad skötsel, nyskapande av livsmiljöer eller

skydd av områden som riskerar att exploateras. Ekologisk kompensation är ett populärt styrmedel idag. Det finns flera länder med lång erfarenhet; exempel är USA (våtmarker), Australien (urskog) och Kanada (akvatiska miljöer). I Sverige används styrmedlet mer sparsamt (Naturvårdsverket, 2015), (SOU, 2017).

Vad som ligger ekologisk kompensation till last är att vetenskapliga utvärderingar generellt visar på låg måluppfyllelse, dvs. att kompensationen misslyckas eller är bristfällig (zu Ermgassen m.fl., 2019a). En central fråga är om detta beror på faktorer som går att åtgärda eller om det finns mer grundläggande problem som gör att styrmedlet inte fungerar (Maron m.fl., 2016). Hittills dominerar den naturvetenskapliga forskningen (Gelcich m.fl., 2017). Kunskap om miljöeffekter är viktig men ekologisk kompensation existerar i ett ekonomiskt och socialt sammanhang som är avgörande för dess framgång (Gelcich m.fl., 2017). Därför behövs även samhällsvetenskap för att förstå när ekologisk kompensation kan fungera, vilket denna studie bidrar med.

Syfte och upplägg

Att styrmedel når sina mål är ett grundläggande krav för att de ska vara ändamålsenliga. Mot bakgrund att ekologisk kompensation ofta inte uppnår avsedda miljömål adresseras tre frågor:

- Har biologisk mångfald de egenskaper som krävs för att styrmedlet ekologisk kompensation ska passa för att skydda den?
- Är målet "ingen nettoförlust" ett bra mål för att styra mot en god bevarandestatus?
- Finns incitament som styr utfallet av ekologisk kompensation i önskvärd riktning?

Om svaret är nej på dessa frågor är det inte förvånande att måloppfyllelsen är låg. Vidare, vad vi lär oss genom att besvara dessa frågor bidrar till att visa vägen framåt genom att ge kunskap om, när och hur ekologisk kompensation kan fungera och vad vi kan göra istället då det inte passar.¹

En snabb förlust av biologisk mångfald pågår

Biologisk mångfald innebär att vi har ett landskap med många olika naturtyper, olika arter och en stor genetisk variation inom arternas populationer. Arterna samspelar med varandra; växterna skapar syre, maskar och mikroorganismer bryter ner växtdelar till jord och våtmarker renar vatten. Med ekosystem i balans kan dessa och andra ekosystemtjänster bibehållas.

Livsmiljöer förstörs

Människan orsakar just nu en massiv utrotning av djur- och växtarter (Dasgupta, 2021). Enligt IPBES, den biologiska mångfaldens motsvarighet till FN:s klimatpanel, hotas 1 miljon av världens drygt åtta miljoner arter av utrotning inom det närmaste seklet (IPBES, 2019).²

Inte bara att arter försvinner för gott är problematiskt. Mångfalden hotas även när bestånden och utbredningen av djurarter minskar. Detta

gäller även mer vanliga arter. I en uppmärksam studie undersöktes såväl vanliga som ovanliga däggdjur och forskarna fann att så mycket som 50 procent av antalet djur på jorden, i form av lokala och regionala bestånd, helt gått förlorade (Ceballos m.fl., 2017). I Kumming-deklarationen som antogs vid FN-mötet COP 15, 2021, enades världens ledare att den nuvarande krisen för den biologiska mångfalden är ett hot mot samhället (FN, 2021).

Det finns flera orsaker till att biologisk mångfald går förlorad. Exempel är överexploatering av vilda bestånd, intensiv livsmedelsproduktion, föroreningar och urban expansion (Maxwell m.fl., 2016). För landlevande djur och insekter är förlusten av livsmiljöer det mest direkta hotet mot överlevnad, och en viktig faktor bakom den förlusten är exploatering av mark- och vattenområden (Maxwell m.fl., 2016). Globalt hotas en tredjedel av alla rödlistade arter av exploatering (IUCN, 2019).

Förlusten av mångfalden har flera negativa konsekvenser. Förutom att mängden och kvaliteten på ekosystemtjänster minska så är ekosystemens resiliens, dvs. förmågan till anpassning och återhämtning, kopplad till mångfald. Resiliens är viktigt för att klara belastningar som föroreningar och klimatförändring.

Målen nås ej - varken i Sverige eller globalt

Arbetet med att skydda den biologiska mångfalden går dåligt. Inget av de 20 mål för biologisk mångfald som världens länder enades om att arbeta för i konventionen för biologisk mångfald fram till 2020 har nåtts (Diversity, 2020).

I Sverige formuleras samhällets mål som 16 miljö kvalitetsmål. Målbilden för miljö kvalitetsmålet *Ett rikt växt och djurliv* är att den biologiska mångfalden ska bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, bland annat att:

and Ecosystem Services). Målet med IPBES är att stärka samspelet mellan forskning och förvaltning för att främja bevarande och ett hållbart brukande av natur, växter och djur.

¹ Denna Fokus är del i projektet *Effekter av ekologisk kompensation på miljö och ekonomi* som finansierats av Naturvårdsverket.

² IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity

- bevarandestatusen för i Sverige naturligt förekommande naturtyper och arter är gynnsam och för hotade arter har statusen förbättrats, och att
- ekosystemen har förmåga att klara av störningar samt anpassa sig till förändringar så att de kan fortsätta leverera ekosystemtjänster.

Denna målbild nås ej. Tillståndet är istället dåligt och utvecklingen går åt fel håll för flera naturtyper och arter i Sverige (Naturvårdsverket, 2019). Ett exempel är igelkotten som var livskraftig år 2015 men som nu är rödlistad i kategorin nära hotad (Artdatabanken och SLU, 2020). Vidare har endast cirka 40 procent av de arter och 20 procent av de naturtyper i Sverige som är listade i EU:s art- och habitatdirektiv en gynnsam bevarandestatus.³ För resten är utvecklingen oroande. I den senaste lägesrapporten till EU konstateras att det finns ett tydligt behov av ytterligare insatser för att vända negativa trender för den biologiska mångfalden i Sverige (Naturvårdsverket, 2020).

Vad är ekologisk kompensation?

Tanken med ekologisk kompensation är att den som skadar naturvärden av allmänintresse ska gottgöra skadan genom att bekosta att nya värden tillförs.

Definition

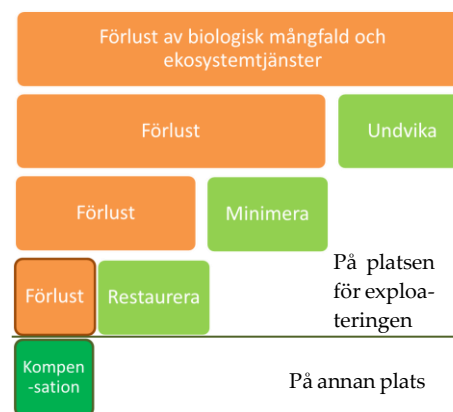
En vanlig definition lyder (IFC, 2012):

”Ekologisk kompensation är mätbara effekter av åtgärder som syftar till att gottgöra skada på biologisk mångfald av exploatering som kvarstår efter att lämpliga åtgärder för att undvika, minimera och restaurera skada har vidtagits.”

Definitionen visar att ekologisk kompensation är sista steget i en *skadelindringshierarki*, vilket är

en princip inom miljövårdsarbetet som används för att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Världsbanken, 2016). Hierarkin består av en trappa med åtgärder, se figur 1.

Figur 1: Skadelindringshierarkin



Källa: Baserad på (Världsbanken, 2016)

Den första raden i figuren visar skadan på platsen för exploateringen om inga skadelindrande åtgärder vidtas. Principen påbjuder att åtgärder att i första hand ska vidtas för undvika, därefter minimera och sedan restaurera skada på platsen för exploateringen. Endast när sådana åtgärder är uttömda kan återstående skada kompenseras på annan plats. Att undvika skada kan exempelvis innebära att exploatering inte sker på en plats med höga naturvärden utan istället på en plats med lägre värden.

Målet med ekologisk kompensation är vanligen *ingen nettoförlust*, dvs. att all återstående skada ska gottgöras. Kompensationen ska alltså vara lika med förlusten. Det innebär bland annat att kompensationen inte ska ersätta andra miljöåtgärder utan ge ett reellt mervärde, så kallad *additionalitet*.

Former av kompensation

Ekologisk kompensation kan vara lagstadgad⁴ eller frivillig och tar någon av följande former:

³ År 1992 antog EU:s medlemsländer det så kallade art- och habitatdirektivet. Direktivet ställer krav på skydd och åtgärder för att förbättra förutsättningarna för biologisk mångfald inom unionen. Vart sjätte år ska medlemsländerna rapportera bevarandestatus för arter och naturtyper som är listade i direktivet till EU. I Sveriges omfattas

166 arter och 89 naturtyper.

⁴ I Sverige finns exempelvis regelverk i Plan- och Bygglagen för ekologisk kompensation. För en vägledning av hur det kan tillämpas, se (Naturvårdsverket, 2016).

Direktkompensation – exploatören ansvarar för att kompensationen utförs. Kompensationen sker projekt för projekt.

Kompensationspool – innebär att en marknad skapas där kompensationsrättigheter kan säljas och köpas. Kompensationsåtgärder utförs då vanligen innan själva exploateringen.

Finansiell kompensation – exploatören betalar en avgift till en part som utför kompensationen.

Kompensation kan ske i form av restaurering, genom att nya livsmiljöer skapas eller genom att naturområden som hotas av exploatering långsiktigt skyddas.⁵ Exempelvis kan en våtmark som förloras vid ett vägbygge ersättas av att en degraderad våtmark på annan plats restaureras. De metoder som används är vanligen desamma som exempelvis när en våtmark restaureras eller anläggs med hjälp av ett miljöstöd. Kontexten är dock annorlunda eftersom restaurering vid kompensation kopplas till en skada på annan plats och att exploatören ska stå för kostnaden.

Fokus är vanligen på skydd av arter och deras livsmiljöer men även ekosystemtjänster som levereras av vardaglig natur kan omfattas. Till följd av den snabba urbaniseringen är exempelvis hållbar stadsutveckling ett sammanhang där ekologisk kompensation är aktuellt (Nordström m.fl., 2021). År 2030 förväntas två tredjedelar av världens befolkning vara stadsbor, vilket sätter press på grönytor både i staden och dess närhet.

Vet vi om ekologisk kompensation är ett bra styrmedel?

Tanken med ekologisk kompensation är att exploatering av mark- och vattenområden ska kunna ske utan att värdefulla naturvärden går förlorade. Att låta exploatören kompensera för förluster låter onekligen enkelt, självklart och förnuftigt. Men, ekologisk kompensation är mer komplext än det verkar.

⁵ Att skydda områden som hotas av exploatering uppfyller inte kravet på additionalitet men brukar ändå ofta ses som en möjlig kompensationsåtgärd.

Många frågor är obesvarade

Det finns en omfattande vetenskaplig litteratur i ämnet. Trots det är många frågor om hur styrmedlet fungerar eller bör utformas obesvarade (Blackmore, 2020). En jämförelse kan göras med klimatförändringen och styrmedel för utsläppsminskningar, en relaterad fråga som är betydligt mer utforskad och där kunskapen om olika styrmedels effekt och lämplighet är betydligt större (Gelcich m.fl., 2017).

Utmaningar som ekologisk kompensation brottas med handlar bland annat om (Maron m.fl., 2016):

- att kvantifiera förlustens och kompensations storlek,
- tekniska svårigheter att utföra kompensationen, och
- styrningsfrågor som exempelvis:
 - o hur transparenta och långsiktiga institutionella ramverk kan utformas för styrmedlet,
 - o hur risken minimeras att det uppstår incitament som uppmuntrar till agerande i strid med styrmedlets syfte, eller
 - o hur uppföljning och utvärdering kan utformas.⁶

Det finns både förespråkare och kritiker. En grund till den skilda synen är om man tror att ovanstående utmaningar är möjliga att hantera på ett tillfredsställande sätt eller ej. Förespråkarna menar att ekologisk kompensation är ett instrument för att synliggöra naturvärden och inkludera miljökostnaden i kalkylen när mark- och vattenområden tas i anspråk. De argumenterar att exploatering sker oavsett och att ekologisk kompensation är ett sätt att skydda mångfalden och ekosystemtjänster, se exempelvis (Bennet m.fl., 2017). Kritikerna lyfter en rad svårigheter med att i praktiken utföra kompensat-

⁶ En annan typ av kritik rör olika etiska aspekter (Maron m.fl., 2016).

ion, men menar även att styrmedlet har grundläggande fel som gör att det inte *kan* fungera som avsett. Flera menar därför att ekologisk kompensation inte bara riskerar att ha fortsatt låg måluppfyllelse utan att styrmedlet faktiskt kan förvärra situationen för den biologiska mångfalden, se exempelvis (Maron m.fl., 2018) (Moreno-Mateos m.fl., 2015) (Walker m.fl., 2009).

Ett vanligt sätt att se hur ett styrmedel fungerar är empiriska utvärderingar av dess utfall. Vad säger då sådana utvärderingar?

Låg måluppfyllelse på projektnivå

Utvärderingar av ekologisk kompensation baserad på vetenskap är få (Lindenmayer m.fl., 2017) (Josefsson m.fl., 2021). För perioden 2003-2019 finns endast 32 utvärderingar publicerade i vetenskapliga tidskrifter (zu Ermgassen m.fl., 2019a).⁷ Utvärderingarna täcker 26 projekt i fem länder; Australien, Kanada, USA, Storbritannien och Frankrike. Frågeställningen är om målet *ingen nettoförlust* har nåtts. Överlag är resultaten i dem nedslående, visar en genomgång av (zu Ermgassen m.fl., 2019a).

Endast en tredjedel av projekten har nått målet *ingen nettoförlust*. Merparten av dem rör exploatering av våtmarker. Författarna spekulerar att detta kan ha två förklaringar. Dels har våtmarker generellt lättare att återhämta sig än andra biotoper, dels omfattar våtmarksstudierna främst USA och Kanada – länder med lång erfarenhet och där tillämpningen av styrmedlet genomgått förbättringar över tid.

Flera av utvärderingarna har en svaghet; effektmåttet är enbart storleken på kompensationsområdets yta. Med ett sådant mått kan ett område med höga naturvärden ersättas med ett område med låga naturvärden, och ändå bedömas ha uppnått målet *ingen nettoförlust*. Det finns bättre mått, som *habitat-hektar* (Gibbons och Lindenmayer, 2007). Där beräknas ett index för vilken miljö kvalitet ett område har, som sedan

multiplieras med områdets yta. Det ger ett mått för att jämföra kvaliteten på kompensationsområdet med det exploaterade området. Bara ett fåtal av utvärderingarna i genomgången av (zu Ermgassen m.fl., 2019a) har använt effektmått av typen habitat-hektar för att bedöma om målet har uppnåtts. Författarna betonar därför att det finns en risk att den tredjedel av utvärderingarna som finner att målet har nåtts förklaras av brister i metoden snarare än av måluppfyllelse.

Det finns även utvärderingar som inte publiceras i vetenskapliga tidskrifter, exempelvis de som utförs av myndigheter. Översikter av sådana utvärderingar är sällsynta. Ett exempel är (Theis m.fl., 2020) som omfattar utvärderingar av 577 kompensationsprojekt för färskvattenhabitat i USA, Kanada och Europa. De finner att fokus i utvärderingarna vanligen är på att regelverket är uppfyllt snarare än på miljöeffekt, och att det är brukligt att se regelefterlevnad som synonymt med att miljömålen har nåtts. Författarna undersöker om detta stämmer. De ser en viss korrelation mellan regelefterlevnad och önskvärd miljöeffekt men finner att det generellt inte går att säga att regelefterlevnad medför att miljömålen nås. Särskilt när nya ekosystem skapas ser författarna en stor diskrepans; miljömålen uppnås sällan trots att regelverken följs. De poängterar därför vikten av att utvärdera även miljömålen och lyfter risken att befintliga utvärderingar ger en för positiv bild av utfallet av ekologisk kompensation (Theis m.fl., 2020).

Inrapporterade resultat av exploitören

En intressant vetenskaplig studie har tittat på inrapporterade resultat. I Australien krävs att exploitören/tillståndshavaren ska rapportera in resultatet av kompensationen till myndigheten. För att se hur pass effektiv ekologisk kompensation är undersöker några forskare hur många projekt som rapporterar ett resultat i linje med det kompensationsmål som angivits i tillståndet för exploateringen (May m.fl., 2017). Här är

⁷ Översikten begränsas till engelskspråkig litteratur och omfattar tidskrifter med så kallad *peer-review*, dvs. vetenskaplig granskning innan

publicering. Författarna genomför en omfattande och systematisk genomgång av litteraturen för att verkligen fånga alla ex-post utvärderingar av ekologisk kompensation världen över.

alltså ribban mycket lågt satt för en lyckad kompensation – vad som krävs är att tillståndshållaren själv rapporterar ett resultat som stämmer med vad som specificerats i tillståndet. Forskarna har inte själva utvärderat måluppfyllelsen eller besökt de platser där kompensationen ska ha utförts. Totalt ingår 287 projekt under perioden 2004 – 2015 i studien. Av dessa är 74 projekt avslutade. Utfallet är påfallande dåligt.

På sin höjd hade 39 procent av projekten ett resultat i linje med målen i tillståndet; detta trots att även projekt som enbart delvis nått målen räknas till denna kategori. Cirka en tredjedel av projekteten rapporterade att inget skett; inget markköp skedde, restaurering av degraderade ekosystem uteblev, trädplantering som skulle ske utfördes aldrig. För resterande tredjedel var resultatet okänt.

Ingen effekt på landskapsnivå i Australien

Utvärdering av ekologisk kompensation sker vanligen på projektnivå men det övergripande målet med styrmedlet är att begränsa förlusten på landskapsnivå. Frågan är då vilken effekten är på landskapsnivå. Detta har undersökts i Australien.

I Australien pågår en snabb avskogning med en betydande förlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster som följd. En tredjedel av den naturliga vegetationen på kontinenten har förlorats och för 61 procent av de rödlistade arterna är förlust av livsmiljöer ett huvudsakligt hot mot överlevnad (Kearney m.fl., 2019). Australien har ett federalt system med miljölagstiftning på både statlig och delstatlig nivå, och i flera stater är ekologisk kompensation ett etablerat styrmedel för att bromsa utvecklingen.

En studie undersöker effekten av ekologisk kompensation på landskapsnivå i New South Wales (Gibbons m.fl., 2018). Syftet med politiken är att "förhindra omfattande avskogning". Trots detta finner forskarna ingen minskning av avskogningstakten. Istället är takten densamma före, som efter, införandet av styrmedlet.

⁸ Här är fokus på marknadsmisslyckanden men det finns även *policy*

Vissa förbättringar över tid

En rad förslag för att förbättra utfallet av ekologisk kompensation har förts fram över tiden (zu Ermgassen m.fl., 2019b). I flera fall har även politiken utvecklats och förbättrats (Quétier m.fl., 2014). Ett exempel är USA där brister uppdragades i kompensationsprogrammet för våtmarker i slutet på 1990-talet och en rad åtgärder genomfördes för att förbättra programmet (OECD, 2016). Trots detta visar vetenskapliga utvärderingar fortfarande att miljömålen sällan nås (Josefsson m.fl., 2021). Varför är det så? Nedan angrips denna fråga utifrån vad vi vet om hur välfungerande styrmedel utformas.

Styrmedel för samhällsmål

Syftet med styrmedel är att uppnå samhällsmål. I det här fallet är samhällsmålet *en god bevarandestatus för den biologiska mångfalden och att ekosystemtjänster av tillräcklig mängd och kvalitet kan levereras*. Är ekologisk kompensation ändamålsenligt utformat för detta mål?

Betydelsen av marknadsmisslyckanden

Att det finns miljöproblem beror på förekomsten av marknadsmisslyckanden.

Ruta 1: Två marknadsmisslyckanden

En **kollektiv nytthet** är något som alla kan nyttja men som ingen tar ansvar för att bevara. Den kännetecknas dels av *icke-exkluderbarhet*, dvs. att det inte går att utesluta någon från konsumtion, exempelvis för att individen inte betalar för sin konsumtion, dels av *icke-rivalitet*, dvs. att en persons konsumtion av varan inte påverkar kvantiteten eller kvaliteten som en annan person kan konsumera.

Med **negativa externa effekter** menas att alla kostnader för exploateringen inte belastar den som orsakar kostnaderna, dvs. exploitören.

De marknadsmisslyckande som förklarar att för mycket biologisk mångfald och ekosystemtjänster går förlorade vid exploatering är att biologisk mångfald är en kollektiv nytthet och att det uppstår negativa externa effekter vid exploatering, se ruta 1.⁸ För att samhällsmålet ska nås behöver dessa korrigeras.

failures, t.ex. miljöförstörande subventioner.

Vilken typ av styrmedel är kompensation?

Om avsedd effekt uppnås av ett styrmedel beror bland annat på om typen av styrmedel passar problemet ifråga. Frågan är då vilken typ ekologisk kompensation är, samt om denna typ passar för biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

Det finns tre typer av styrmedel; administrativa, ekonomiska och information. Administrativa styrmedel reglerar vad som är tillåtet, exempelvis genom gränsvärden, standarder eller förbud, medan ekonomiska styrmedel påverkar incitament, exempelvis genom avgifter, eller genom att skapa förutsättningar för att handel.

Ruta 2: Typer av styrmedel

Styrmedel för att implementera miljölagstiftning

1. Administrativa/juridiska styrmedel (standarder, regelverk, förbud, mål, tillstånd)
2. Ekonomiska styrmedel (påverkar incitament)
 - Prismekanismer (avgifter, subventioner, skatter, återbäring)
 - Marknads- eller kvantitetsmekanismer (handelsbara kvoter, handelsbara rättigheter, ekologisk kompensation)
3. Information

Källa: Baserat på (Gustafsson, 1998)

Ekologisk kompensation är ett handelsbaserat styrmedel. Orsaken är att det sker ett *utbyte* mellan förlust och kompensation när skadan götgörs (Calvet m.fl., 2015). Att ekologisk kompensation är ett handelsbaserat instrument speglas av att en marknad kan skapas där säljare utför kompensation som exploatörer kan köpa, vilket är vanligt i exempelvis USA (NRC, 2001, USGAO, 2005).

Är ett handelsbaserat styrmedel lämpligt i det här fallet?

Centralt för styrmedel baserade på marknadsmekanismer är någon form av handel. Även om det inte finns en uttalad marknad sker ett utbyte av en enhet naturvärde mot en annan enhet naturvärde. Vad krävs då när handelsmekanismer

används för skydd av naturvärden? Är kraven uppfyllda för biologisk mångfald?

Vilka förutsättningar krävs?

(Salzman och Ruhl, 2000) har utvecklat ett ramverk för att bedöma i vilka fall ett styrmedel baserade på handel/utbyte kan få avsedd miljöeffekt. De visar att följande krävs:

- en lämplig valuta,
- restriktioner på vilka utbyten som är tillåtna, samt
- uppföljning och utvärdering.

Nedan diskuteras ekologisk kompensation utifrån dessa tre krav med utgångspunkt i (Walker m.fl., 2009).

Krav 1: Finns en lämplig valuta?

Med *valuta* menas här en enhet som fångar det utbytet handlar om; ett mått på det totala värdet. Testet för om en valuta är lämplig är om den kan "fånga alla utmärkande värden som ingår i utbytet" (Salzman och Ruhl, 2000). De värden som *inte* omfattas av valutans kan förloras, då endast slumpen avgör om de bevaras eller ej (Moreno-Mateos m.fl., 2015).

Vissa saker är enkla att fånga i en valuta. CO₂-ekvivalenter är exempelvis ett förhållandevis enkelt och mätbart mått på växthusgasutsläpp, och kan användas som valuta. Andra exempel är ton svaveldioxid (luftförorening) och ton fisk av en art (överfiskning). I Sverige förvaltas exempelvis det storskaliga fisket av makrill och sill med överlåtbara fiskerättigheter. Varje yrkesfiskare har en viss rättighet som kan säljas och köpas, och där rättigheten är valuta (MJU, 2017). Ett motsvarande mått, eller valuta, saknas för biologisk mångfald (Moreno-Mateos m.fl., 2015). Förklaringen är att biologisk mångfald är oerhört komplex och svår att mäta (Dasgupta, 2021). Vidare är olika slags biologisk mångfald vanligen inte utbytbara mot varandra (Walker m.fl., 2009).

Krav 2: Hindrar restriktioner dåliga byten?

Brister i valutan kan, i vissa fall, kompenseras med restriktioner för att nå likvärdighet mellan de enheter som byts/handlas (Salzman och Ruhl, 2000). För biologisk mångfald krävs hänsyn till *typ, plats och tid*.

Det finns föreslagna restriktioner i internationella vägledningarna som avser att se till att kompensationen motsvarar skadan, exempel är (BBOP, 2013) (IUCN, 2016). Syftet är vanligen att funktionen hos det ekosystem som förstörs ska bevaras och att de människor som förlorar när exploatering sker ska bibehålla den nytta som ekosystemet ger, även om kompensationsområdet finns på en annan plats. Tanken är vidare att kompensationen ska vara långsiktig och realiserar inom rimlig tid, se tabell 1 för principerna.

Tabell 1: Principer för kompensation

Principer för ekologisk kompensation enligt Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP)	
1.	Skadelindringshierarkin ska följas
2.	En avgränsning av vad som är möjligt att kompensera för ska göras
3.	Kompensationen ska utföras med ett landskapsperspektiv i åtanke
4.	Målet är ingen nettoförlust
5.	Kompensationen ska ge additionalitet utöver andra åtgärder
6.	Berörda parter/intressenter ska involveras
7.	Kompensationen ska vara rättvis med hänsyn till lokalsamhälle och ursprungsbefolkning
8.	Kompensationen ska vara långsiktig och finnas kvar minst lika länge som skadan
9.	Kompensationen ska genomföras och kommuniceras på ett transparent och tydligt sätt
10.	Metoder ska baseras på vetenskap och beprövad erfarenhet

Källa: (ten Kate m.fl., 2018) (BBOP, 2013)

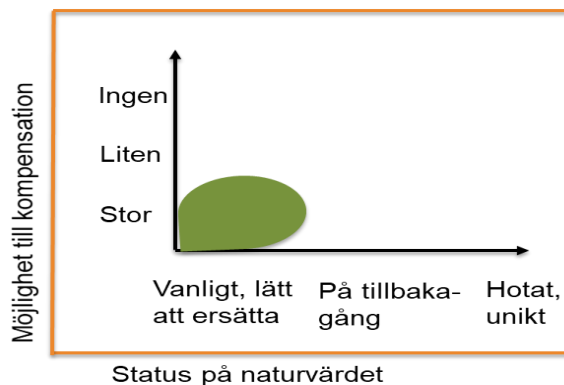
Låt oss ta en närmare titt på restriktionerna för typ, plats och tid för biologisk mångfald.

Typ: Det finns en oerhörd mängd av *typer* av biologisk mångfald och ett byte mellan olika typer

riskerar att ge förluster. Därför föreslår internationella vägledningarna vanligen att kompensationen ska vara *lika-för-lika*, dvs. att en våtmark ersätts av en våtmark. Om kompensationen är *lika-för-olika*, föreslås bytet vara *lika-för-bättre*, exempelvis att en vanligare naturtyp ersätts av en ovanligare. Vidare krävs en avgränsning av *no-go areas*, dvs. vad som inte får omfattas av styrmedlet. Ju mer hotad en art, ett ekosystem eller en livsmiljö är, desto mindre lämpligt är ekologisk kompensation. Det måste även finnas tillförlitliga metoder för att utföra kompensationen (BBOP, 2013).

Principerna innebär att ekologisk kompensation är bäst lämpad för mer vanligt förekommande biologisk mångfald som är utbytbar, där det finns väl beprövade metoder och erfarenhet för att utföra kompensationen och att kompensationen realiserar inom en rimlig tidshorisont (ten Kate m.fl., 2018), se figur 2.

Figur 2: När passar ekologisk kompensation?



Källa: Baserad på (ten Kate m.fl., 2018)

Finns det då metoder för att restaurera eller åter skapa degraderade och förlorade ekosystem?

Det beror på. Exempel som visat relativt god framgång är restaurering av betesmark och begränsning av predatorer, särskilt på öar och andra avgränsade områden (Maron m.fl., 2012). Ur ett svenskt perspektiv finns bra metoder för restaurering av naturbetesmark.⁹

⁹ <https://www.ostravatterbranterna.se/restaurering-av-beteshagar/>

För många naturtyper är utmaningarna dock stora och det kan saknas både kunskap och metoder för restaurering (Burgin, 2008), (Maron m.fl., 2012). För ekosystem där degraderingen har gått långt är det ofta svårt (Maron m.fl., 2012) och risken att misslyckas är hög (Moreno-Mateos m.fl., 2012).

Det kan vidare vara kostsamt att restaurera eller återskapa ekosystem i förhållande till att undvika eller minimera skada. Ett exempel är ålgräs. Ålgräsängar är en hotad livsmiljö i Sverige, av vikt för flera marina arter, som bland annat fungerar som barnkammare för torsk och strandkrabba, och som dessutom är en kolsänka. Havs- och vattenmyndigheten konstaterar att även om väl fungerande metoder för ålgräsrestaurering finns tillgängliga för svenska förhållanden är restaureringen tidskrävande, kostsam och förenad med stor osäkerhet. De menar därför att förvaltningen i första hand behöver fokusera på att skydda återstående ålgräsängar vid exploatering (HaV, 2016).

Metoderna kan förbättras men (Curran m.fl., 2014) menar att ansvariga för ekologisk kompensation endast i mycket liten utsträckning tar till sig den löpande kunskapsutvecklingen. Det gör att det kan uppstå ett stort gap mellan hur man borde göra, och hur man faktiskt gör.

Plats: Ett byte mellan olika geografiska *platser* ökar risken för förluster. Dessutom är nyttan av ekosystem ofta platsbunden. Det lokala översvämningsskydd som en våtmark bidrar med upphör exempelvis om dess förstörelse kompenseras med en restaurerad våtmark i ett annat avrinningsområde. Därför föreslås vanligen att kompensationen ska ske inom samma geografiska område (IUCN, 2016), (BBOP, 2013).

I praktiken råder ofta brist på tillgängliga mark- och vattenområden där kompensation kan ske. Detta gäller särskilt i områden där mycket exploatering sker.

Tid: När det gäller *tid* är skadan säker och vanli-

gen permanent medan kompensationen är osäker. Tidsdimensionen hanteras på olika sätt vid ekologisk kompensation (Walker m.fl., 2009). Antingen att förstörelse av ekosystem tillåts innan kompensation sker eller med hjälp av kompensationspooler där det krävs att kompensationen sker före ett ekosystem förstörs.

Så, restriktioner kan alltså avgränsa hur utbytet ska gå till; exempelvis att en förstörd våtmark ska ersättas av en restaurerad våtmark inom samma avrinningsområde och kräva att den restaurerade våtmarken ska återfå funktionalitet inom rimlig tid. Behovet att *mäta* elimineras dock inte av restriktioner. Skadans art och värdet av kompensationen måste fortfarande mätas på ett sätt som fångar alla viktiga dimensioner hos den biologiska mångfalden i fråga (Bull m.fl., 2013), (Josefsson m.fl., 2021). Annars blir begrepp som "lika-för lika" innehållslösa.

En viktig poäng är alltså att restriktioner inte gör det möjligt att komma runt behovet att mäta. Istället krävs en insamling av högkvalitativ data för varje enskilt exploateringsprojekt, vilket är dyrt och tidskrävande (Walker m.fl., 2009). Vidare, för att kompensera för brist på utbytbarhet och risken att en kompensation misslyckas användas ibland multiplikatorer; exempelvis att ytan på kompensationsområdet är större än området som exploateras. Grundproblemet med svårigheten att på ett adekvat sätt mäta den biologiska mångfalden kvarstår dock.

Att införa restriktioner för att se till att kompensationen blir likvärdig med förlusten är ett första steg. Dessa restriktioner formaliseras i regelverk. Ska restriktionerna ha en effekt är nästa steg att regelverken följs.

Följs regelverken? I flera utvärderingar adresserar regelflechterlevnaden. Översikten av vetenskapliga utvärderingar av (zu Ermgassen m.fl., 2019a) visar på en utbredd brist på efterlevnad av regelverken. Författarna menar att detta kan spegla en bristande tillsyn hos ansvariga myndigheter och ett generellt ointresse rörande den faktiska effekten av ekologisk kompensation i

länderna i fråga. Det saknas dessutom ofta möjligheter att införa sanktioner, som böter, vid behov. I översikten av utvärderingar av ekologisk kompensation för färskvattenhabitat av (Theis m.fl., 2020) lyfter författarna att det kan bero på att regelverken är svåra att följa i praktiken, att det saknas vägledning för hur kompensationen ska gå till, samt att det helt enkelt är komplicerat att restaurera eller, i synnerhet, att skapa våtmarker, vilket gör att kompensationen misslyckas och att kraven inte uppfylls av den anledningen. Dessa tankegångar stöds av observationer i andra studier (Theis m.fl., 2020).

Krav 3: Sker uppföljning och utvärdering?

Uppföljning och utvärdering är alltid viktigt när miljöstyrmedel implementeras för att se om de får avsedd effekt och möjliggöra förbättringar. Att biologisk mångfald är svår att mäta gör att uppföljning och utvärdering är extra viktigt. Som ovan konstaterats råder det brist på utvärderingar baserad på vetenskaplig metod, en brist som flertalet forskare påtalar måste åtgärdas, se exempelvis (zu Ermgassen m.fl., 2019a), (Josefsson m.fl., 2021), (Bezombes m.fl., 2019). Vad som ofta nämns är att data inte samlas in, eller tillgängliggörs, på det sätt som krävs för att utvärdering ska kunna genomföras (Bull m.fl., 2018).

Slutsats

Välfungerande program där man handlar med naturvärden karakteriseras av *utbytbarhet* och att det finns en enkel och mätbar valuta som omfattar alla värden. Vidare krävs att uppföljningen av hur marknaden/utbytet fungerar är enkelt att genomföra samt att restriktionerna kring handel/utbyte är okomplicerade att både förstå och tillämpa. Vidare finns det vanligen många köpare och säljare samt en mängd transaktioner mellan dem.

Dock, vad vi sammantaget landar i utifrån diskussionen ovan är att det saknas en valuta som fångar alla relevanta dimensioner, och att de restriktioner som krävs för att säkerställa att den biologiska mångfalden inte går förlorad vid utbytet är omfattande. Restriktionerna kräver en

betydande datainsamling för att kunna följas på ett adekvat sätt, vilket ger höga transaktionskostnader. Det är inte heller självklart att det finns en utbytbarhet i det som handlas ens när bytet rör samma sorts ekosystem; en restaurerad våtmark har exempelvis ofta en lägre funktionalitet och diversitet än en orörd våtmark (Salzman och Ruhl, 2000), (Walker m.fl., 2009).

Slutsatsen är att biologisk mångfald generellt *inte* passar att skyddas med hjälp av marknadsmekanismer. Ekologisk kompensation kan dock vara ett alternativ för mindre komplexa system av biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

Slutsatsen ligger i linje med (Needham m.fl., 2019) som har studerat vilka lärdomar handeln med utsläppsrätter ger för ekologisk kompensation. De finner att ekologisk kompensation endast bör tillämpas för sådan biologisk mångfald som är möjlig att kvantifiera på ett meningsfullt sätt, för vilken data enkelt kan samlas in och för vilken övervakning och kontroll är lätt att genomföra. De pekar också på svårigheten att kompensera för en dålig valuta med regler på utbytets art, då komplexa regler ger höga transaktionskostnader och försvårar transaktionerna.

Trots att biologisk mångfald saknar de egenskaper som krävs för att bevarande med hjälp av handelsbaserade styrmedel ska fungera tillämpas styrmedlet idag för komplex biologisk mångfald, som urskog. En trolig delförklaring till den låga måluppfyllelsen är därför att avgränsningen brister när ekologisk kompensation tillämpas; dvs. styrmedlet används i situationer där det inte passar.

Målet "ingen nettoförlust"

Målet för styrmedlet ekologisk kompensation är "ingen nettoförlust." Det låter tilltalande men frågan är om det är ett bra styrmedelsmål för att uppnå samhällsmålet "en god bevarandestatus." För att kunna svara på den frågan behöver det klargöras vad "ingen nettoförlust" betyder.

Ingen nettoförlust jämfört med vad?

Målet "ingen nettoförlust" kan låta enkelt och självklart men det är inte helt uppenbart vad det betyder. Den väsentliga frågan är – ingen nettoförlust jämfört med vad? Utan att ställas i relation till ett alternativ saknar målet mening. Vilket detta alternativ är har stor betydelse (Gordon m.fl., 2011), (Bull m.fl., 2014).

En möjlig tolkning är att det betyder att "ingen ytterligare förlust av biologisk mångfald ska ske fortsättningsvis oavsett orsak, jämfört med vad som nu existerar." Detta är troligen vad allmänheten tänker sig att "ingen nettoförlust" avser (Gordon m.fl., 2015). Målet är då att bibehålla dagens nivå (status) på den biologiska mångfalden i landet på landskapsnivå, vilket ligger i linje med miljö kvalitetsmålet *Ett rikt växt- och djurliv*, som syftar till att upprätthålla en viss bevarandestatus över tiden.

Notera jämförelsen med "vad som nu existerar" vilket är ett referensscenario. Detta är vad vi vill uppnå. Det är möjligt att välja ett annat referensscenario, exempelvis att en högre status på landskapsnivå jämfört med dagens ska uppnås och därefter upprätthållas. Då uppnås en *nettovinst*.

Det är dock inte detta som vanligen avses vid ekologisk kompensation. Syftet med ekologisk kompensation är att enbart hantera förluster orsakad av exploatering; dvs. vad som avses är ingen nettoförlust för enskilda exploateringsprojekt. Jämförelsen är alltså en situation där den biologiska mångfalden minskar över tiden till följd av andra orsaker än exploatering (Maron m.fl., 2018). Med det här referensscenario är betydelsen av målet "ingen nettoförlust" en något långsammare, men ändå fortsatt nedåtgående trend i biologisk mångfald. Detta är inte ett orimligt mål för ett projekt – tanken är att kompensationen ska hantera skadan som sker vid just det exploateringsprojektet och inte all förlust som sker i samhället av andra orsaker. Dock uppstår två problem:

- inom ramen för målet "ingen nettoförlust" har det visat sig vara möjligt att utforma

styrmedlet så att takten med vilken den biologiska mångfalden förloras tillåts öka,

- målet "ingen nettoförlust" riskerat att gesken av att vara betydligt mer ambitiöst än det verkligen är.

Dessa problem diskuteras nedan.

Vissa referensscenario tillåter att förlusten av biologisk mångfald ökar

Ibland sker ekologiska kompensationen i form av att hotade områden skyddas från exploatering. Då beräknas ett referensscenario för hur snabbt den biologiska mångfalden förloras generellt i samhället, exempelvis hur snabb avskogningen av urskog är. Detta referensscenario används sedan för att bedöma hur mycket avskogning i samband med exploatering som kan tillåtas för en yta skyddad urskog. Det har av flera forskare uppmärksamats att det finns utrymme att välja referensscenario som möjliggör att takten på förlusten tillåts öka, trots att målet är "ingen nettoförlust" (Maron m.fl., 2015a), (Gordon m.fl., 2015).

Ett exempel där detta har skett i praktiken är Australien. I Australien har skyddet av urskog hög prioritet samtidigt som landet har en lång och omfattande erfarenhet av ekologisk kompensation. Ansvariga har därför haft möjlighet att lära och förfina styrmedlet längs vägen (Maron m.fl., 2015a). Det innebär att referensscenarier som ligger i linje med politikens mål borde användas när ekologisk kompensation utformas i praktiken. (Maron m.fl., 2015a) finner dock att referensscenarier används som tillåter att förlusten av biologisk mångfald ökar, samtidigt som målet med politiken anges vara "ingen nettoförlust" av urskog.

Varför används sådana referensscenarier?

Det är fritt att välja vilket referensscenario som önskas när styrmedlet designas i det specifika fallet (Maron m.fl., 2018). Valet att använda ett referensscenario som tillåter att situationen förvärras kan göras antingen av okunskap eller för

att det finns incitament som uppmuntrar ett sådant val. En anledning kan vara att tjänstemän eller politiker vill hålla nere kostnaden för kompensationen för att inte fördyra exploateringen (Gordon m.fl., 2015). Det kan också finnas få lämpliga kompensationsprojekt tillgängliga och det finns då ett intresse att tillåta så mycket exploatering som möjligt per kompensationsområde (Gordon m.fl., 2015). Sådana *perversa incitament* underminerar styrmedlet förmåga att uppnå samhällsmålet (Gordon m.fl., 2015).

Hur kommuniceras då målet "ingen nettoförlust" från politiskt håll i de länder där ekologisk kompensation används? Är det tydligt vad som avses?

Målet kan verka vara mer ambitiöst än det är

Som ovan nämnt är det lätt att tro att målet "ingen nettoförlust" betyder att statusen på den biologiska mångfalden ska bevaras på landskapsnivå. Används begreppet "nettovinst" uppfattas det troligen att statusen för den biologiska mångfalden förbättras.

Om det är oklart att målet "ingen nettoförlust" i praktiken betyder att den biologiska mångfalden fortsätter att minska på landskapsnivå, skapas en felaktig bild av politiken (Maron m.fl., 2018). Det kan verka som om det finns ett tillräckligt skydd för den biologiska mångfalden trots att så inte är fallet. Följden kan bli att det görs för lite, utöver ekologisk kompensation, för skyddet av den biologiska mångfalden (Gordon m.fl., 2015). Det här problemet kan undanröjas med tydlig kommunikation.

En grupp forskare har ställt det officiella målet för ekologisk kompensation i en rad länder i relation till hur styrmedlet i praktiken utformas (Maron m.fl., 2018). De fann att målet med ekologisk kompensation ofta uttrycks i termer av att statusen på den biologiska mångfalden ska bibehållas eller förbättras jämfört med situationen idag. Men, i praktiken utformas styrmedlet med målet att förlusterna ska fortsätta, om än i något långsammare takt. Snarare än att förtydliga vad

som faktiskt är kan åstadkommas med styrmedlet överdrivs alltså nyttan med det. Det uppstår då en betydande diskrepans mellan vad som kommuniceras vara målet med ekologisk kompensation och vad målet faktiskt är (Simmonds m.fl., 2020).

Att ha ett mål som ger intryck av att ambitionen är hög, samtidigt som ambitionen *de facto* är betydligt lägre, och där det dessutom är svårt att mäta i vilken grad statusen påverkas av styrmedlet, är inte optimalt ur ett styrmedelsperspektiv. Snarare ligger detta i linje med vad som brukar kallas symbolpolitik (Edelman, 1964). Sådant politik är endast avsedd att vara tomma löften. (Hahn och Richards, 2013) menar att just oklarheten om vad målet betyder är en tillgång och en förklaring till att ekologisk kompensation är populärt i miljöpolitiken; det låter som en kraftfull miljöåtgärd utan att vara det.

Slutsats

Målet "ingen nettoförlust" kan betyda allt från att statusen för den biologiska mångfalden förbättras till att förlusterna förvärras, beroende på val av referensscenario. Att ha ett mål som i princip kan betyda vad som helst, även att situationen förvärras, och där transparensen rörande vilket mål som faktiskt avses när styrmedlet utformas är låg, är problematiskt. Vaga och tvetydiga mål för styrmedlet göra att uppfyllelsen av samhällets mål riskerar att bli låg. Det är ytterligare en delförklaring till den låga måluppfyllelse som observeras i utvärderingar.

Vi har ovan tangerat frågan om perversa incitament som leder till ett oönskat beteende. Den sista frågan vi adresserar rör incitamenten att utforma och tillämpa ekologisk kompensation.

Finns incitament som styr rätt?

Tanken med ekonomiska styrmedel är att de ska påverka beslut som olika aktörer fattar i en ur samhällets perspektiv önskvärd riktning; aktörerna ska få incitament att utföra åtgärder som leder till att samhällsmålet nås. Ett problem som framkommit ovan är att olämpliga beslut kan

fattas på grund av perversa incitament.

Avsiktliga incitament

Tanken är att ekologisk kompensation ska ge goda incitament (Calvet m.fl., 2015). Det rör sig om incitament:

- att begränsa påverkan på biologisk mångfald och ekosystemtjänster,
- att använda sig av kompensationsprojekt som uppnår den begränsade påverkan till så låg kostnad som möjligt, och
- för privata aktörer att investera i kompensationsåtgärder.

Perversa eller bristande incitament

En risk när styrmedel införs är att incitament oavsiktligt går på tvärs med samhällsmålet. Flera sådana incitament har uppmärksammats för ekologisk kompensation (Walker m.fl., 2009) (Gordon m.fl., 2015), se tabell 2.¹⁰ Några har framkommit i analysen ovan, som incitament att välja ett olämpligt referensscenario.

En annan risk är att kompensation väljs istället för åtgärder som har större effekt och som är samhällsekonomiskt mer effektiva (Damiens m.fl., 2021). Forskningen visar att *undvika skada* är det steg som har störst betydelse för bevarande av biologisk mångfald (Bigard m.fl., 2017). Men, det finns en risk att ekologisk kompensation föredras framför de tidigare stegen i skadelindringshierarkin, framförallt steget att *undvika skada* (Calvet m.fl., 2015). Detta är inte avsikten med kompensationen (zu Ermgassen m.fl., 2019b). En förklaring är att det finns starka drivkrafter att genomföra exploateringsprojekt och att kompensation öppnar möjligheten att slippa ta den hänsyn som krävs enligt skadelindringshierarkin på platsen för exploatering (Calvet m.fl., 2015). Sker detta i praktiken?

Vikten av skadelindringshierarkin lyfts i de flesta handledningar (Maron m.fl., 2016). Att den verkligen tillämpas är däremot inte alltid ett

krav. I databasen *Global Inventory of Biodiversity Offset Policies* (GIBOP)¹¹ anges att endast 23 procent av länderna i databasen kräver att ekologisk kompensation ska användas som en sista utväg efter att de övriga stegen i skadelindringshierarkin respekterats (zu Ermgassen m.fl., 2019b).

Tabell 2: Exempel på perversa/bristande incitament för ekologisk kompensation

Krav	Risk/incitament
Att skadelindringshierarkin tillämpas	Att inte ta tillräcklig hänsyn till kraven på skadelindring då stegen kan vara dyra, ta tid eller vara svåra att genomföra.
Att lämpliga referensscenarier används	Att referensscenario väljs så att kompensationen blir för låg eller att förlusten av biologisk mångfald tillåts öka.
Att additionalitet upprätthålls	Att bevarandeåtgärder som finansieras med offentliga medel ersätts med kompensationsåtgärder som finansieras med privata medel.
Att så kallade <i>agency problems</i> undviks	Att mindre/sämre kompensation än vad som krävs levereras och att dåliga kompensationer accepteras.
Att transparens bibehålls	Att överdriva vad som är möjligt att uppnå med ekologisk kompensation. Att enbart kompensationsåtgärderna framhålls vilket kan ge en falsk bild att miljöarbetet går <i>framåt</i> när det egentligen handlar om att begränsa ny skada.
Att regelverk följs	Regelverken kan vara komplexa och svåra för utövaren att följa. Sanktioner kan saknas och uppföljning brista.
Att utvärdering sker	Brist på incitament att utvärdera både för den som genomför kompensationen och från politiskt håll. Det kan saknas politisk vilja att ta reda på vad effekten är.

Källa: Baserat på (Maron m.fl., 2016), (Gordon m.fl., 2015) (Walker m.fl., 2009), (Maron m.fl., 2015b)

¹⁰ Även för traditionella miljöstyrmedel kan det finnas incitament som verkar i fel riktning.

¹¹ [Global Inventory of Biodiversity Offset Policies | The Biodiversity Consultancy Ltd](#)

Fallstudier i Frankrike visar att steget *undvika skada* sällan tillämpas. Forskarna konstaterar att möjligheten att använda ekologisk kompensation gör att de tidigare stegen i skadelindringshierarkin får för låg vikt. De ser vidare en tendens att prioritera kompensation som har låg ambitionsnivå men som anses vara "realistisk". Vidare ser de att när det saknas tydliga mål och riktlinjer blir kompensationens storlek och utförande en förhandlingsfråga med liten koppling till skadans storlek (Guillet och Semal, 2018).

En risk är vidare att ekologisk kompensation tränger undan offentliga medel som skulle ha gått till bevarandeåtgärder (Maron m.fl., 2015b). I så fall bidrar ekologisk kompensation inte med nya medel. Det innebär att kravet på additionalitet inte uppfylls. Slutligen, att det handlar om många exploateringsprojekt, vars enskilda skada kanske inte är så stor, men där den kumulativa effekten kan bli betydande, är problematiskt för transparensen kring problematiken.

Slutsats

Det finns både goda och perversa incitament. Det är viktigt att uppmärksamma att flera incitament verkar för att underlätta exploateringen på bekostnad av den biologiska mångfalden. Att målet "ingen nettoförlust" är otydligt och lätt att manipulera samt att biologisk mångfald är svårt att mäta bidrar till att undergräva förutsättningarna för att styrmedlet.

Diskussion

En förklaring till att styrmedlet ekologisk kompensation är populärt kan vara att begrepp som *kompensation*, *lika-för-lika* och *ingen nettoförlust* låter bra, samtidigt som en enkel lösning erbjuds för att lösa en svår målkonflikt. Analysen ovan visar dock att det inte är så enkelt.

Vad som är viktigt att ha med sig om ekologisk kompensation ska tillämpas i större utsträckning i Sverige är en insikt om de fallgropar och utmaningar som finns med styrmedel. Positivt är att det finns lärdomar från andra länder och de kommuner i Sverige som har använt sig av

styrmedlet (Nordström m.fl., 2021).

En viktig slutsats av analysen är att ekologisk kompensation *endast* ska tillämpas i situationer där förutsättningarna att lyckas är goda. Ett vanligt argument när den låga måluppfyllelsen kommer på tal är annars att det behövs många bäckar små för att komma tillräta med förlusten av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, och att ekologisk kompensation därför kan tillämpas i de flesta situationer även om måluppfyllelsen är låg. Det argumentet håller inte.

Orsaken är att varje gång ekologisk kompensation tillämpas så förloras värdefull biologisk mångfald. Det innebär att ekologisk kompensation inte självklart ger ett positivt bidrag till miljöarbetet. Istället kan effekten av styrmedlet summera upp till en betydande och irreversibel förlust av biologisk mångfald på landskapsnivå (Blackmore, 2020). Var som är särskilt problematiskt är att ekologisk kompensation kan tränga undan åtgärder som har bättre effekt (Moreno-Mateos m.fl., 2015), som att undvika skada, samt att vara en distraktion som gör att de faktiska förändringar som krävs inte genomförs (Damiens m.fl., 2021).

Vad kan det då finnas för alternativ?

Vilka styrmedel som krävs för att vända utvecklingen för den biologiska mångfalden och ekosystemtjänster är en stor fråga, se exempelvis (Dasgupta, 2021). Några reflektioner utifrån analysen ovan är följande:

Syftet med skadelindringshierarkin är att begränsa nytillkommen skada på biologisk mångfald och ekosystemtjänster vid exploatering. Det säkraste och mest effektiva sättet är vanligen att *undvika* eller *minimera* skada. Av den anledningen är dessa åtgärder de två första stegen i skadelindringshierarkin. Dessa steg tillämpas dock många gånger inte i tillräcklig utsträckning ur ett samhällsekonomiskt perspektiv innan det sista steget, kompensation, blir aktuellt (Phalan m.fl., 2018). Ett alternativ är därför att stärka ska-

delindringshierarkin rent allmänt, ge goda riktlinjer hur detta kan ske och inte bara koppla skadelindring till exploatering (Phalan m.fl., 2018).

Att på olika sätt uppmuntra att ytor som saknar eller har mycket låga naturvärden i första hand nyttjas vid exploatering, är ytterligare en väg. Det kan röra sig om redan hårdgjorda ytor, gammal industrimark och liknande. Vidare behöver de underliggande drivkrafter bakom att exempelvis urskog fälls, adresseras (Gibbons m.fl., 2018). Även det lagstadgade skyddet av den biologiska mångfalden kan behöva stärkas (Moreno-Mateos m.fl., 2015), (Mokany m.fl., 2020).

Avslutningsvis vore ett sätt att förbättra ekologisk kompensation att ersätta målet "ingen nettoförlust" med ett statusmål. Ett sådant mål ligger i linje med samhällsmål som miljö kvalitetsmålet *Ett rikt växt och djurliv* och skulle ha flera fördelar. Exempel är ökad transparens, ett tydligt landskapsperspektiv och att det blir lättare att utvärdera kompensationens bidrag till samhällsmålet.

Sammanfattning och slutsatser

Förlusten av biologisk mångfald är en av våra stora samhällsutmaningar, i paritet med klimatförändringen (IPBES-IPCC, 2021). Ekologisk kompensation syftar till att hantera konflikten mellan exploatering och skyddet av den biologiska mångfalden och de ekosystemtjänster som välfungerande ekosystem med en mångfald arter med olika funktioner genererar. En närmare granskning visar att styrmedlet ofta är problematiskt.

Miljömålen uppnås sällan

Trots lång erfarenhet av styrmedlet i flera länder visar vetenskapliga utvärderingar genomgående på låg måluppfyllelse. Att ekologisk kompensation har låg måluppfyllelse kan bero på praktiska problem kring implementeringen av styrmedlet. Dessa har dock lyfts upprepade gånger under lång tid och fortfarande har även

länder med lång erfarenhet problem med genomförandet av kompensationen. Detta kan förklaras av de mer konceptuella problemen som styrmedlet har.

Komplex biologisk mångfald passar inte för kompensation

Komplexa former av biologisk mångfald, som gammal urskog, har generellt inte de egenskaper som krävs för att handelsbaserade styrmedel ska fungera väl. Förklaringen är att välfungerande byten kräver en enkel valuta som fångar alla viktiga värden, få och enkla restriktioner, låga transaktionskostnader samt många transaktioner.

För biologisk mångfald saknas en enkel valuta. De restriktioner som behövs för att dåliga byten mellan förlust och kompensation ska undvikas är mångfasetterade och kräver kostnadskrävande datainsamling, vilket ger höga transaktionskostnader om de ens är möjliga att genomföra. Att förenkla och öka flexibiliteten gör det enklare att byta men medför att skyddet av komplex biologisk mångfald eroderas.

Målet "ingen nettoförlust" är vagt och potentiellt vilseledande

Målet "ingen nettoförlust" kan ge ett enkelt och självklart intryck och låta som ett rimligt och bra mål. Istället är det ett mål med stor komplexitet. Det kan betyda allt från att statusen på den biologiska mångfalden förbättras till att förlusten av biologisk mångfald tillåts öka. Vad som bestämmer målets betydelse är vilket referensscenario som används vid utformningen i det enskilda fallet.

Bredden i betydelsen gör att målet "ingen nettoförlust" riskerar att vara vilseledande och möjliggöra beteenden som motverkar det egentliga syftet med politiken. Ekologisk kompensation kan missbrukas som symbolpolitik; dvs. det verkar som om kraftfulla åtgärder vidtas samtidigt som exploateringen kan fortgå på ett sätt som inte är samhällsekonomiskt önskvärt. Att biologisk mångfald är svårt att mäta förvärrar problematiken. Istället för ett nettomål är statusmål att

föredra. Ett statusmål innebär att målet med ekologisk kompensation tydligt kan kopplas till samhällsmålet i enlighet med miljökvalitetsmålet *Ett rikt växt och djurliv*.

Risk att den möjliga miljönyttan urholkas

Styrkan med ekonomiska styrmedel är att de kan skapa incitament för åtgärder som gör att målet med politiken nås. Med ekologisk kompensation finns en rad risker och incitament som är till fördel för exploatering och till nackdel för den biologiska mångfalden och ekosystemtjänsterna, exempelvis att bortse från kraven i skadelindringshierarkin.

Ekologisk kompensation kan passa om förutsättningarna är de rätta

Att ekologisk kompensation fungerar dåligt förklaras av att det ofta tillämpas i sammanhang där handelsbaserade mekanismer fungerar dåligt. Däremot kan ekologisk kompensation vara ett lämpligt styrmedel under rätt förutsättningar. Då behöver det röra sig om en typ av biologisk mångfald för vilken det finns en enkel valuta som fångar alla relevanta värden, och där det endast behövs få och enkla restriktioner kring hur kompensationen kan ske. Det behöver vidare finnas välfungerande metoder för kompensationsåtgärderna, t.ex. restaurering, tillgängliga mark- eller vattenområden där restaurering kan ske samt att resultatet nås inom en rimlig tidshorisont. Likaså krävs ändamålsenlig uppföljning och utvärdering.

Alternativ till ekologisk kompensation

Det är viktigt men inte enkelt att skydda den biologiska mångfalden och ekosystemtjänsterna. Ekologisk kompensation kan ge sken av att det finns lösningar som tillåter exploateringen att fortgå som vanligt samtidigt som värdefulla naturvärden ändå bevaras. Det är en alltför optimistisk syn. För att minska skadan av exploatering är ett alternativ att stärka tillämpningen av de tidigare stegen i skadelindringshierarkin. Skyddet av hotad natur kan behöva stärkas men även bevarandet vardagsnatur är viktigt, särskilt i urbana miljöer.

Övergripande slutsats

Den övergripande slutsatsen är att ekologisk kompensation låter bra men fungerar dåligt. Om ekologisk kompensation ska tillämpas mer i Sverige finns en rad lärdomar att dra av befintliga erfarenheter och den vetenskapliga litteraturen. Framförallt att styrmedlet måste avgränsas till rätt situationer. Ekologisk kompensation passar de typer av biologisk mångfald som enkelt kan mätas, som inte är unika eller hotade och där det finns väl beprövade och fungerande metoder för att restaurera degraderade ekosystem eller skapa nya livsmiljöer. Dessutom krävs uppföljning och utvärdering för att effekten verkligen ska bli en god bevarandestatus och att ekosystemtjänster av tillräcklig kvalitet och kvantitet även fortsättningsvis genereras.

Referenser

- Artdatabanken, S. och U. SLU (2020). "Rödlistade arter i Sverige 2020."
- BBOP (2013). "Standard on biodiversity offsets, Business and biodiversity offset programme."
- Bennet, Gallant och K. Ten Kate (2017). "State of biodiversity mitigation 2017: Markets and compensation for global infrastructure development." Washington, DC: Forest Trends' Ecosystem Marketplace.
- Bezombes, L., C. Kerbiriou och T. Spiegelberger (2019). "Do biodiversity offsets achieve No Net Loss? An evaluation of offsets in a French department." *Biological Conservation*, 231: 24-29.
- Bigard, C., S. Pioch och J. D. Thompson (2017). "The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion." *Journal of Environmental Management*, 200: 35-45.
- Blackmore, A. (2020). "Towards Unpacking the Theory Behind, and a Pragmatic Approach to Biodiversity Offsets." *Environmental Management*, 65(1): 88-97.
- Bull, J. W., K. Brauner, M. Darbi, A. J. A. Van Teeffelen, F. Quétier, S. E. Brooks, S. Dunnnett och N. Strange (2018). "Data transparency regarding

the implementation of European 'no net loss' biodiversity policies." *Biological Conservation*, 218: 64-72.

Bull, J. W., A. Gordon, E. A. Law, K. B. Suttle och E. J. Milner-Gulland (2014). "Importance of Baseline Specification in Evaluating Conservation Interventions and Achieving No Net Loss of Biodiversity." 28(3): 799-809.

Bull, J. W., K. B. Suttle, A. Gordon, N. J. Singh och E. J. Milner-Gulland (2013). "Biodiversity offsets in theory and practice." *Oryx*, 47(3): 369-380.

Burgin, S. (2008). "BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation." *Biodiversity and Conservation*, 17(4): 807-816.

Calvet, C., C. Napoléone och J.-M. Salles (2015). "The Biodiversity Offsetting Dilemma: Between Economic Rationales and Ecological Dynamics." 7(6): 7357-7378.

Ceballos, G., P. R. Ehrlich och R. Dirzo (2017). "Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines." 114(30): E6089-E6096.

Curran, M., S. Hellweg och J. J. E. A. Beck (2014). "Is there any empirical support for biodiversity offset policy?" 24(4): 617-632.

Damiens, F. L. P., A. Backstrom och A. Gordon (2021). "Governing for "no net loss" of biodiversity over the long term: challenges and pathways forward." *One Earth*, 4(1): 60-74.

Dasgupta, P. (2021). "The economics of biodiversity: The Dasgupta review." Lonon: HM Treasury.

Diversity, S. o. t. C. o. B. (2020). "Global Biodiversity Outlook 5", Montreal.

Edelman, M. (1964). *The symbolic uses of politics*. Urbana, IL: University of illinois Press.

FN (2021). "Kumming declaration: "Ecological civilization: Building a shared future for all life

on earth". Kumming, Kina.

Gelcich, S., C. Vargas, M. J. Carreras, J. C. Castilla och C. J. Donlan (2017). "Achieving biodiversity benefits with offsets: Research gaps, challenges, and needs." *AMBIO*, 46(2): 184-189.

Gibbons, P. och D. B. Lindenmayer (2007). "Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog?", 8(1): 26-31.

Gibbons, P., A. Macintosh, A. L. Constable och K. Hayashi (2018). "Outcomes from 10 years of biodiversity offsetting." 24(2): e643-e654.

Gordon, A., J. W. Bull, C. Wilcox och M. Maron (2015). "FORUM: Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies." 52(2): 532-537.

Gordon, A., W. T. Langford, J. A. Todd, M. D. White, D. W. Mullerworth och S. A. Bekessy (2011). "Assessing the impacts of biodiversity offset policies." *Environmental Modelling & Software*, 26(12): 1481-1488.

Guillet, F. och L. Semal (2018). "Policy flaws of biodiversity offsetting as a conservation strategy." *Biological Conservation*, 221: 86-90.

Gustafsson, B. (1998). "Scope and limits of the market mechanism in environmental management." *Ecological Economics*, 24(2): 259-274.

Hahn, R. och K. J. J. o. R. E. Richards (2013). "Understanding the effectiveness of environmental offset policies." 44(1): 103-119.

HaV (2016). "Kompensationsrestaurering av ålgräs i Sverige." Göteborg.

IFC (2012). "Performance standard 6 on biodiversity conservation and sustainable management of living natural resources." International Finance Corporation.

IPBES-IPCC (2021). "Biodiversity and climate change. Workshop report."

IPBES (2019). "The Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services", Bonn:

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

IUCN (2016). "IUCN policy on biodiversity offsets."

IUCN (2019). "The IUCN red list of threatened species." International union for conservation of nature and natural resources

Josefsson, J., L. A. Widenfalk, M. Blicharska, M. Hedblom, T. Pärt, T. Ranius och E. Öckinger (2021). "Compensating for lost nature values through biodiversity offsetting – Where is the evidence?" *Biological Conservation*, 257: 109117.

Kearney, S. G., J. Carwardine, A. E. Reside, D. O. Fisher, M. Maron, T. S. Doherty, S. Legge, J. Silcock, J. C. Z. Woinarski, S. T. Garnett, B. A. Wintle och J. E. M. Watson (2019). "Corrigendum to: The threats to Australia's imperilled species and implications for a national conservation response" *Pacific Conservation Biology*. 25(3): 328-328.

Lindenmayer, D. B., M. Crane, M. C. Evans, M. Maron, P. Gibbons, S. Bekessy och W. Blanchard (2017). "The anatomy of a failed offset." *Biological Conservation*, 210: 286-292.

Maron, M., S. Brownlie, J. W. Bull, M. C. Evans, A. von Hase, F. Quétier, J. E. M. Watson och A. Gordon (2018). "The many meanings of no net loss in environmental policy." *Nature Sustainability*, 1(1): 19-27.

Maron, M., J. W. Bull, M. C. Evans och A. Gordon (2015a). "Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies." *Biological Conservation*, 192: 504-512.

Maron, M., A. Gordon, B. G. Mackey, H. P. Possingham och J. E. M. Watson (2015b). "Conservation: Stop misuse of biodiversity offsets." *Nature*, 523.

Maron, M., R. J. Hobbs, A. Moilanen, J. W. Matthews, K. Christie, T. A. Gardner, D. A. Keith, D. B. Lindenmayer och C. A. McAlpine (2012). "Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies."

Biological Conservation, 155: 141-148.

Maron, M., C. D. Ives, H. Kujala, J. W. Bull, F. J. Maseyk, S. Bekessy, A. Gordon, J. E. Watson, P. E. Lentini och P. J. B. Gibbons (2016). "Taming a wicked problem: resolving controversies in biodiversity offsetting." 66(6): 489-498.

Maxwell, S. L., R. A. Fuller, T. M. Brooks och J. E. M. Watson (2016). "Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers." *Nature Sustainability*, 536(7615).

May, J., R. J. Hobbs och L. E. Valentine (2017). "Are offsets effective? An evaluation of recent environmental offsets in Western Australia." *Biological Conservation*, 206: 249-257.

MJU (2017). "Uppföljning av systemet med överlåtbara fiskerättigheter i det pelagiska fisket." 2016/17:RFR7, Stockholm: Miljö- och jordbruksutskottets uppföljnings- och utvärderingsgrupp.

Mokany, K., S. Ferrier, T. D. Harwood, C. Ware, M. Di Marco, H. S. Grantham, O. Venter, A. J. Hoskins och J. E. M. Watson (2020). "Reconciling global priorities for conserving biodiversity habitat." *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(18): 9906.

Moreno-Mateos, D., V. Maris, A. Béchet och M. Curran (2015). "The true loss caused by biodiversity offsets." *Biological Conservation*, 192: 552-559.

Moreno-Mateos, D., M. E. Power, F. A. Comín och R. Yockteng (2012). "Structural and functional loss in restored wetland ecosystems." *PLoS Biol*, 10(1).

Naturvårdsverket (2015). "Tillämpning av miljöbalkens bestämmelser om ekologisk kompensation." *Rapport 6667*, Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2016). "Ekologisk kompensation En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden."

Naturvårdsverket (2019). "Ett rikt växt- och djurliv: Underlag till den fördjupade utvärderingen av miljömålen 2019." *Rapport*

6874, Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2020). "Sveriges arter och naturtyper i EU:s artoch habitatdirektiv: Resultat från rapportering 2019 till EU av bevarande status 2013-2018".

Needham, K., F. P. de Vries, P. R. Armsworth och N. Hanley (2019). "Designing markets for biodiversity offsets: Lessons from tradable pollution permits." *Journal of Applied Ecology*, 56(6): 1429-1435.

Nordström, J., J. Alkan Olsson, H. Hanson, Y. Clough, M. Brady, C. Aletun, E. Constance Hedenfelt, L. Frykman, J. Gunnarsson, C. Hammarlund, E. Klint Bywater, L. Lorentzi Wall, L. Lundmark och F. Wilhelmsson (2021). "Ekologisk kompensation – Upptag och integrering bland svenska aktörer och kvantifiering av de samhällsekonomiska effekterna." *Rapport 7008*, Stockholm: Naturvårdsverket.

NRC (2001). "Compensating for wetland losses under the clean water act." Washington DC: National Research Council.

OECD (2016). "Biodiversity offsets: Effective design and implementation." Paris: OECD.

Phalan, B., G. Hayes, S. Brooks, D. Marsh, P. Howard, B. Costelloe, B. Vira, A. Kowalska och S. Whitaker (2018). "Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy." *Oryx*, 52(2): 316-324.

Quétier, F., B. Regnery och H. Levrel (2014). "No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy." *Environmental Science & Policy*, 38: 120-131.

Salzman, J. och J. B. Ruhl (2000). "Currencies and the Commodification of Environmental Law." *Stanford Law Review*, 53(3): 607-694.

Simmonds, J. S., L. J. Sonter, J. E. M. Watson, L. Bennun, H. M. Costa, G. Dutson, S. Edwards, H. Grantham, V. F. Griffiths, J. P. G. Jones, J. Kiesecker, H. P. Possingham, P. Puydarrieux, F. Quétier, H. Rainer, H. Rainey, D. Roe, C. E. Savy,

M. Souquet, K. ten Kate, R. Victurine, A. von Hase och M. Maron (2020). "Moving from biodiversity offsets to a target-based approach for ecological compensation." 13(2): e12695.

SOU (2017). "Ekologisk kompensation Åtgärder för att motverka nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster samtidigt som behovet av markexploatering tillgodoses." *SOU 2017: 3*, Stockholm.

ten Kate, K., A. von Hase och P. Maguire (2018). "Principles of the Business and Biodiversity Offsets Programme." I: Wende, W., G. M. Tucker, F. Quétier, M. Rayment och M. Darbi (red.) *Biodiversity Offsets: European Perspectives on No Net Loss of Biodiversity and Ecosystem Services*. Cham: Springer International Publishing.

Theis, S., J. L. W. Ruppert, K. N. Roberts, C. K. Minns, M. Koops och M. S. Poesch (2020). "Compliance with and ecosystem function of biodiversity offsets in North American and European freshwaters." 34(1): 41-53.

USGAO (2005). "Report to the ranking democratic member, Committee on transportation and infrastructure, House of representatives." Washington DC: U.S. Government Accountability Office.

Walker, S., A. L. Brower, R. T. T. Stephens och W. G. Lee (2009). "Why bartering biodiversity fails." 2(4): 149-157.

Världsbanken (2016). "Biodiversity offsets: A user guide." Washington, DC.: World Bank Group.

zu Ermgassen, S. O. S. E., J. Baker, R. A. Griffiths, N. Strange, M. J. Struebig och J. W. Bull (2019a). "The ecological outcomes of biodiversity offsets under "no net loss" policies: A global review." 12(6): e12664.

zu Ermgassen, S. O. S. E., P. Utamiputri, L. Bennun, S. Edwards och J. W. Bull (2019b). "The Role of "No Net Loss" Policies in Conserving Biodiversity Threatened by the Global Infrastructure Boom." *One Earth*, 1(3): 305-315.

Författare

Helena Johansson

Mer information

Helena Johansson

E-post: helena.johansson@agrifood.lu.se

**Vad är AgriFood
Economics
Centre?**

AgriFood Economics Centre utför kvalificerade samhällsekonomiska analyser inom livsmedels-, jordbruks- och fiskeriområdet samt landsbygdsutveckling. Verksamheten är ett samarbete mellan Sveriges lantbruksuniversitet och Lunds universitet och syftar till att ge regering och riksdag vetenskapligt underbyggda underlag för strategiska och långsiktiga beslut.

Publikationer

AgriFood Economics Centre ger ut tre typer av publikationer som vänder sig till beslutsfattare, myndigheter och en intresserad allmänhet. **Policy Briefs** är lättillgängliga sammanfattningar av en av våra vetenskapliga publikationer. **Fokus** är kortare analyser och **Rapporter** är längre analyser som även ges ut i tryckt format. AgriFood skriver också vetenskapliga artiklar och working papers som i huvudsak vänder sig till en vetenskaplig publik. Våra publikationer kan beställas eller laddas ned på www.agrifood.se.

Kontakt

AgriFood Economics Centre
Box 730, 220 07 Lund
